第 38 卷第 5 期
2018 年 3 月

生 态 学 报
ACTA ECOLOGICA SINICA

Vol.38,No.5
Mar.,2018

DOI: 10.5846/stxb201703130419
郭玉静,王妍,刘云根,郑毅,张超,侯磊.普者黑岩溶湖泊湿地湖滨带景观格局演变对水质的影响.生态学报,2018,38(5):1711-1721.
Guo Y J, Wang Y, Liu Y G, Zheng Y, Zhang C, Hou L.The effects of landscape pattern evolution in Puzhehei karst lake wetland littoral zone on water quality.Acta Ecologica Sinica,2018,38(5):1711-1721.

普者黑岩溶湖泊湿地湖滨带景观格局演变对水质的影响

郭玉静[1],王 妍[1,*],刘云根[2,3],郑 毅[2],张 超[4],侯 磊[2,3]
1 西南林业大学石漠化研究院,昆明 650224
2 西南林业大学生态与水土保持学院,昆明 650224
3 西南林业大学农村污水处理研究所,昆明 650224
4 西南林业大学林学院,昆明 650224

摘要:湖滨带作为湖泊与陆地之间的过渡带,是健康湖泊生态系统的重要组成部分。湖滨带景观格局的演变会对湿地水质产生重要影响,因此探究影响岩溶湿地水质变化的湖滨带关键景观因子,对深入了解景观格局对岩溶湿地水质的影响过程与机制具有重要意义。选择普者黑岩溶湖泊湿地为研究对象,以 2005、2007、2009、2011 年共 4 年的 Landsat 遥感影像及水质监测数据为基础,通过划定湖泊湿地湖滨带缓冲区域,运用秩相关分析和冗余分析研究湖滨带景观格局对普者黑岩溶湖泊湿地水质的影响。结果表明,湖滨带不同缓冲区内景观结构类型比例差异较大;枯水期水质与土地利用类型和景观格局指数的影响大于丰水期;景观格局在不同缓冲区尺度对岩溶湿地的水质具有不同的效应;随着监测点缓冲距离的增加,个别景观指数可较好的揭示湖滨带景观格局演变对岩溶湿地水质的影响,其中,蔓延度指数(CONTAG)、斑块结合度指数(COHSION)、均匀度指数(SHEI)对水质参数的影响较大,边界密度(ED)、聚集度(AI)对水质参数的影响随缓冲距离的增加逐渐减弱,其他景观指数对水质影响差异并不明显,最大斑块指数(LPI)在缓冲距离≤300m 的区域内与水质的关系较密切,面积加权平均斑块分维数(AWMPFD)与水质参数有显著负相关性,多样性指数(SHDI)对水质的影响具有不确定性;另外,大部分水质参数与土地利用面积比例有较好的相关性,且湿地面积比例是表征岩溶湖泊湿地水环境质量的主要指标。

关键词:岩溶湖泊湿地;景观指数;相关分析;冗余分析

The effects of landscape pattern evolution in Puzhehei karst lake wetland littoral zone on water quality

GUO Yujing[1], WANG Yan[1,*], LIU Yungen[2,3], ZHENG Yi[2], ZHANG Chao[4], HOU Lei[2,3]
1 *Research Institute of Stony Desertification, Southwest Forestry University, Kunming* 650224, *China*
2 *College of Ecology and Soil&Water Conservation, Southwest Forestry University, Kunming* 650224, *China*
3 *Research Institute of Rural Sewage Treatment, Southwest Forestry University, Kunming* 650224, *China*
4 *College of Forestry, Southwest Forestry University, Kunming* 650224, *China*

Abstract: The lake littoral zone, an important transitional area between land and lake, is an integral part of a healthy lake ecosystem. The evolution of landscape patterns in the lake littoral zone will have an important effect on wetland water quality. Therefore, studying the key littoral zone landscape factors that affect karst wetland water quality changes is of great importance in understanding the process and the underlying mechanism regarding how landscape patterns effect karst wetland water quality. Using Puzhehei karst lake wetland as the study area, and obtaining Landsat remote sensing images

基金项目:国家自然科学基金(31760245,31560237,31460195)
收稿日期:2017-03-13; **网络出版日期**:2017-11-21
* 通讯作者 Corresponding author.E-mail: wycaf@ 126.com

and the collected water quality monitoring data from 2005, 2007, 2009, and 2011, we studied the influence of landscape pattern indices on Puzhehei karst lake wetland littoral zone water quality through delineating the buffer zones and using correlation and redundancy analysis. The results showed that the littoral zone landscape patterns were quite different in various buffer zones. The effects of water quality on land use type and landscape pattern indices in the low flow period was greater than that in the high flow period; the landscape patterns had different effects on the water quality of karst lake wetlands at different buffer zones. Individual landscape indices better revealed the influence of landscape pattern evolution on water quality in the Puzhehei karst lake wetland, accompanied by increased buffer zone distances. Among them, Contagion Index, Patch Cohesion Index, and Shannon's Evenness Index values had a substantial influence on water quality, and Area-weighted Mean Patch Fractal Dimension exhibited a significantly negative correlation with water quality parameters. The effects of other landscape indices on water quality were not significant. Among them, the effects of Edge Density and Aggregation Index values on water quality gradually weakened accompanied by the increased buffer region distances. Largest Patch Index values were closely correlated with water quality when the buffer distance was less than 300m. Beyond this, the effect of Shannon's Diversity Index on water quality was uncertain. Additionally, most water quality parameters showed a good correlation with land use type area, and the proportion of wetland area was the main index to characterize the water environment quality of the karst lake wetland.

Key Words: karst lake wetland; landscape index; correlation analysis; redundancy analysis

湖滨带作为陆地和水域生态系统之间十分重要的过渡与缓冲区域,是最敏感的湿地生态系统之一[1]。景观格局是生态过程的载体[2],湖滨带景观格局是指从微观到宏观不同尺度上,构成景观的生态系统或土地利用/土地覆被类型的形状、比例和空间配置[3]。湖滨带景观格局的变化影响着一系列的生态和水文过程,如地表径流、生物地球化学循环等,因此河流和湖泊中污染物的数量随之发生变化[4],进而对水质产生重要影响。采用土地利用结构和景观指数建立与水质关系的研究在国内还处于起步阶段[5]。当前,有关土地利用/景观格局指数的水质效应的研究也逐渐得到重视[6-7],研究方法主要采用回归模型[8]、水文模型[9-11]、相关性分析模型[12]等建立水质指标与土地利用结构间的关系,近些年我国这方面的研究也逐渐得以展开,主要集中在流域景观格局与水质的相关分析[13-15]、城市河流土地利用结构对水质的影响[16]、湿地水质对城市化影响强度的响应研究[17-18],研究区大多为城市、河流、流域和红树林湿地的水质,而岩溶湿地水质与湖滨带景观格局响应的变化研究少见报道。

普者黑岩溶湖泊湿地位于滇东南褶皱带中山峰丛洼地岩溶区,湿地内有孤峰 312 座,湖泊 54 个,溶洞 83 个,其特殊的水文地质条件在岩溶湖泊湿地生态系统中有着很高的研究价值[19]。研究普者黑岩溶湖泊湿地的水质污染特征及其与湖滨带景观格局演变的响应关系对岩溶湿地的水质监控具有重要意义。因此,本文以普者黑典型岩溶湖泊湿地为研究区,采用水质监测与土地利用数据,运用生态学统计分析方法研究普者黑岩溶湖泊湿地湖滨带景观格局演变对水质的影响,深入探讨景观格局构成对湿地水质影响的尺度效应,以期为岩溶湖泊湿地水环境保护提供科学依据和理论参考。

1 研究区概况

普者黑岩溶湖泊湿地位于滇东南丘北县境内(103°55′—104°13′E,24°05′—24°12′N),距县城约 11km,属珠江流域西江水系,是由湖泊、孤峰、峰林等构成的岩溶湿地复合生态系统。研究区地处云贵高原向桂西平原的斜坡地带,位于普者黑岩溶盆地,地貌景观为国内罕见的高原喀斯特峰林、峰从、湖群组合,地形平坦,海拔 1446—1462m。普者黑岩溶湖泊湿地主要靠摆龙湖和落水洞的岩溶地下水进行补给,其下游进入清水江后流入南盘江,最终汇入珠江。该区属于低纬度季风气候,终年温和湿润,多年平均气温 16.4℃,多年平均降雨量 1206.8mm。该区湖滨带植被类型有云南松树、石灰山次生常绿林、灌草丛、水生植被和农田植被,受人为干扰

因素较大。

2　数据与方法

2.1　遥感数据及处理

遥感影像数据选用 2005、2007、2009、2011 年 2 月份的 Landsat-TM 影像(分辨率为 30m),参照研究区地形图和文献资料等相关地理数据以及野外详细调查所建立的判读标志,由于人类活动对岩溶湖泊湿地的开发利用强度较大,湿地的面积每年都会有变化,因此选取每隔两年的影像,依据《土地利用现状分类》(GB/T21010—2007),将湖滨带土地利用类型划分为农业用地、林地、湿地、建设用地。在 ArcMap 10.1 中,以 2005、2007、2009、2011 年的各监测点为中心进行各类缓冲区操作,生成半径为 100、200、300、400、500m 的缓冲区,之后将各缓冲区与 2005、2007、2009、2011 年湖滨带土地利用遥感解译数据进行 Clip 操作,获得各缓冲区的湖滨带土地利用矢量数据(图 1)。

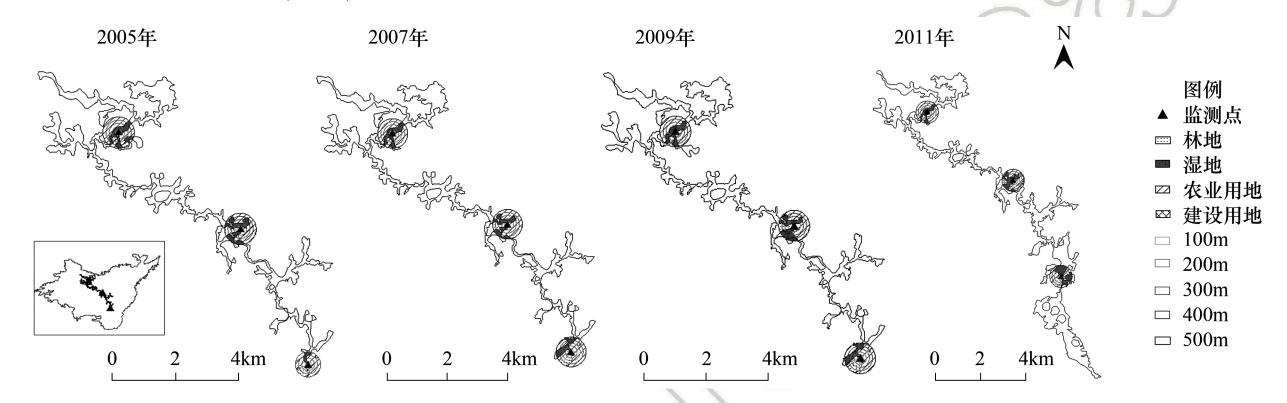


图 1　2005—2011 年普者黑岩溶湿地监测点位及缓冲区土地利用图

Fig.1　Puzhehei karst wetland monitoring sites and buffer land use map in 2005—2011

2.2　水质数据

采用 2005、2007、2009、2011 年普者黑岩溶湖泊湿地的入口、中部、出口的水质数据进行分析(各采样点分别用 PZH1,PZH2,PZH3 表示)。水质监测时间为 2005 年的 3 月、8 月、12 月,2007、2009 和 2011 年的 3 月、7 月、11 月,分别为每月一次,按平水期、丰水期、枯水期采集。选取具有代表意义的水质指标,包括高锰酸盐、氨氮、TN、TP、COD。水质指标测定参照相关文献[20]。

2.3　景观格局指数选取

根据研究目的与实际情况,从表征景观优势度、破碎度和多样性等景观意义出发,景观水平上选择了 8 个指数,类型水平上选择了景观类型百分比(PLAND)(表 1),景观指数由基于栅格数据的 Fragstats 3.4 计算获得。

2.4　统计分析

采用 SPSS 19.0 分析缓冲区的土地利用景观格局指数与水质的相关性,由于个别景观类型不满足正态分布,采用 Spearman 秩相关分析,同时通过对水质参数的除趋势对应分析(DCA)分析和梯度计算,选择 RDA (Redundancy analysis)线性模型进行冗余分析,本文用于分析水质指标与景观指数的关系。RDA 在 CANOCO4.5 中进行。

3　结果与讨论

3.1　湖滨带缓冲区内景观格局特征

在 100、200、300、400、500m 缓冲区内的土地利用类型比例如图 2 所示,湖滨带缓冲区尺度内,湿地和农地是两种主导的土地利用类型。2005—2011年,随着缓冲距离的增加,湿地面积比例逐渐减少,由25.71%—

表 1 景观格局指数的类型、描述及意义[21]

Table 1 Landscape pattern index selected in this study

景观指数 Landscape index	指数描述 Index description	表征的景观意义 The meaning of landscape
最大斑块指数 LPI	某一斑块类型中最大斑块占据整个景观面积的比例	景观优势度
边界密度 ED	单位面积上各斑块类型边界长度	景观破碎度
面积加权平均斑块分维数 AWMPFD	单个斑块的分维数以面积为基准的加权平均值	景观破碎度
蔓延度指数 CONTAG	描述景观不同斑块类型的团聚程度或延展趋势	景观破碎度
均匀度指数 SHEI	景观中各组分的分配均匀程度	景观优势度
聚集度 AI	反映景观中不同斑块类型的非随机性或聚集程度,%	景观破碎度
多样性指数 SHDI	反映景观类型的多少和各景观类型所占比例的变化	景观多样性
斑块结合度 COHESION	景观斑块的自然连通性	景观物理连接度
景观类型百分比 PLAND	某一斑块类型的总面积占整个景观面积的百分比	景观优势度

LPI: Largest Patch Index; ED: Edge Density; AWMPFD: Area-weighted Mean Patch Fractal Dimension; CONTAG: Contagion Index; SHEI: Shannon′s Evenness Index; AI: Aggregation Index; SHDI: Shannon′s Diversity Index; COHESION: Patch Cohesion Index; PLAND: Percent of Landscape

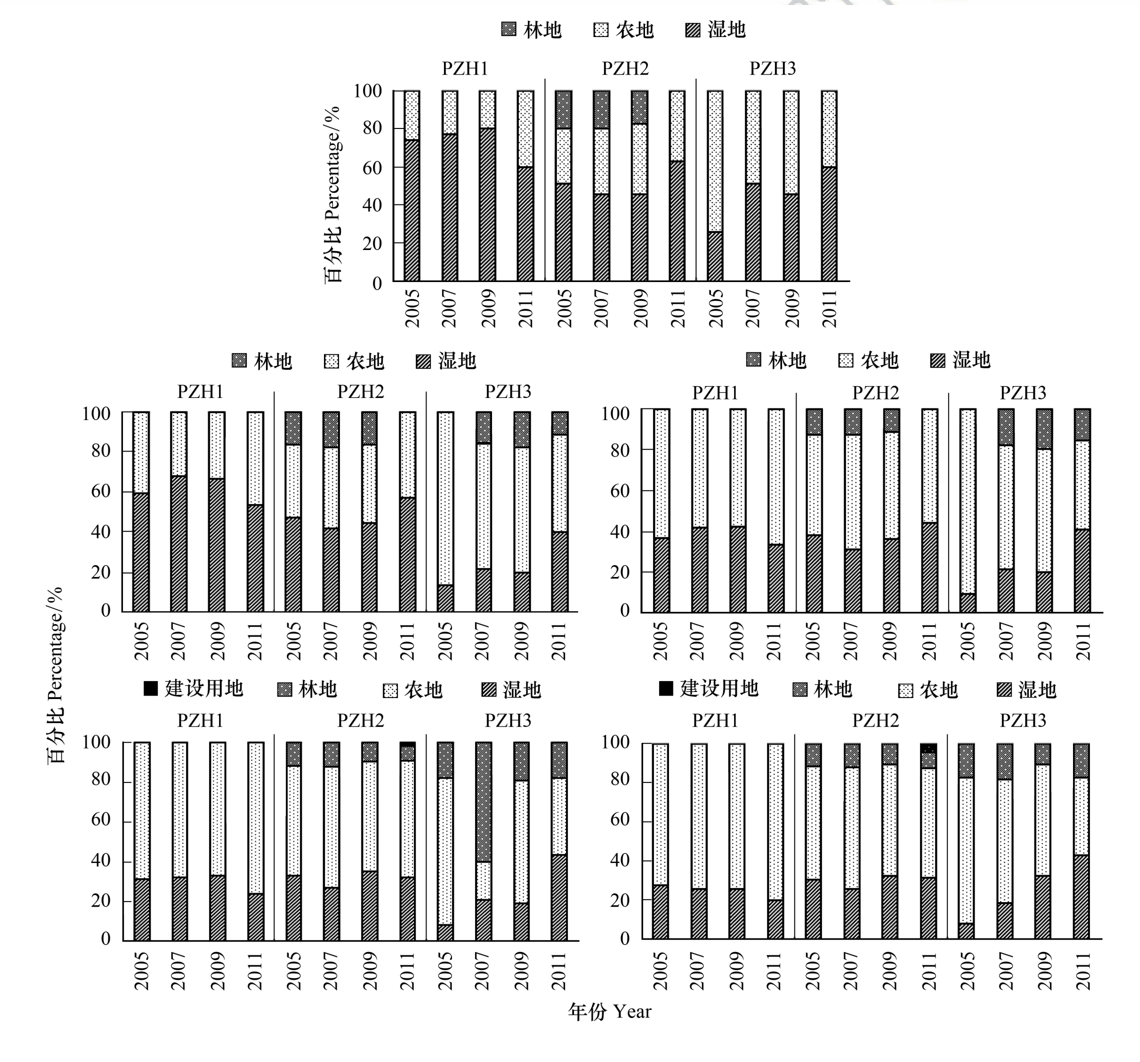


图 2 普者黑岩溶湿地土地利用类型特征

Fig.2 Puzhehei karst characteristics of land use in wetland

图中 a, b, c, d, e 分别表示 100, 200, 300, 400, 500m 缓冲区内土地利用百分比; PZH1, PZH2,PZH3 分别代表普者黑湖泊湿地的入口、中部和出口

80%下降到 8.26%—42.89%,农地面积比例由 20%—74.29%上升到 40.02%—79.95%。而林地和建设用地的比例较少,为非主导土地利用类型。2005—2011 年,随着缓冲距离的增加,林地面积总体呈减少趋势,建设用地面积呈增加趋势。林地面积分布在普者黑岩溶湖泊湿地的中部以及出水口,建设用地面积分布在普者黑岩溶湖泊湿地中部的 400m 和 500m 范围内,受湖滨带周边景区开发、住宅修建等人为活动的干扰,大面积的湖滨带被侵占成建设用地。2005—2011 年,0—500m 范围内,蔓延度指数、香农多样性指数和斑块结合度随着缓冲距离的增加而呈增加趋势,斑块数、最大斑块指数、边界密度、均匀度指数、聚集度随着缓冲距离的增加而呈减小趋势。

3.2　湖滨带景观格局与水质相关性分析

3.2.1　监测点水质指标统计分析

依据 2005—2011 年(共 4a)普者黑岩溶湖泊湿地平水期、丰水期、枯水期的水环境质量监测数据可知,水质污染风险相对较低,但仍然存在超标现象,其主要超标污染物以氮、磷为主。高锰酸盐指数、氨氮和 COD 浓度的均值均满足国家《地表水环境质量标准》(GB3838—2002)Ⅱ类水标准,TN,TP 浓度的均值在平水期和枯水期符合Ⅲ类水标准,在丰水期 TN 满足Ⅳ类水,TP 劣于Ⅳ类水(以Ⅳ类水质标准评价,TP 的超标率达 30%)。由此可见,普者黑岩溶湖泊湿地遭受氮、磷污染相对严重。

表 2　水质指标描述性统计($n=12$)/(mg/L)

Table 2　Descriptive statistics of water quality parameter

水期 Water period	指标 Indices	最小值 Min	最大值 Max	均值 Mean	标准差 Standard deviation	Ⅱ类标准 Class Ⅱ standard	Ⅲ	Ⅳ
平水期	高锰酸盐	1.84	4.65	3.00	0.95	4.00	6.00	10.00
Average flow period	氨氮	0.02	0.51	0.18	0.18	0.50	1.00	1.50
	化学需氧量 COD	1.79	18.00	8.28	5.57	15.00	20.00	30.00
	总磷 TP	0.01	0.46	0.05	0.13	0.03	0.05	0.10
	总氮 TN	0.34	0.86	0.55	0.17	0.50	1.00	1.50
丰水期	高锰酸盐	2.04	4.23	3.08	0.69	4.00	6.00	10.00
High flow period	氨氮	0.11	1.96	0.45	0.53	0.50	1.00	1.50
	化学需氧量 COD	3.07	15.00	8.56	4.14	15.00	20.00	30.00
	总磷 TP	0.01	1.29	0.13	0.37	0.03	0.05	0.10
	TN	0.48	1.61	1.04	0.37	0.50	1.00	1.50
枯水期	高锰酸盐	1.94	4.47	2.96	0.95	4.00	6.00	10.00
Low flow period	氨氮	0.01	2.07	0.28	0.57	0.50	1.00	1.50
	化学需氧量 COD	1.97	20.00	9.53	6.07	15.00	20.00	30.00
	总磷 TP	0.01	0.30	0.05	0.08	0.03	0.05	0.10
	总氮 TN	0.05	1.24	0.52	0.36	0.50	1.00	1.50

COD: 化学需氧量, Chemical Oxygen Demand; TP: 总磷 Total phosphorus; TN: 总氮 Total Nitrogen

3.2.2　水质参数与湖滨带景观格局指数的相关性分析

景观格局指数总体上在平水期与 TN 呈显著相关性,丰水期与高锰酸盐呈显著正相关性,枯水期与氨氮呈显著相关性;林地在平水期与 TN 呈负相关,枯水期与 TP 呈正相关,湿地在丰水期与 TN 呈正相关,枯水期与氨氮呈负相关。枯水期水质与土地利用类型和景观格局指数的影响大于丰水期,这与 Bu Hongmei 的研究结果相悖[22],分析原因可能与普者黑岩溶湖泊湿地的地形有关,普者黑湖泊湿地的河床属散乱型河床,由天然堤带、泛滥平原带和湖泊洼地带组成。丰水期时降雨量较多,通过地表径流、土壤侵蚀等作用,湿地中的悬移物质如粉砂、粘土等被冲走。可见,丰水期湖滨带土地利用类型对水质的影响不大,而枯水期时粉砂、粘土沉积形成泛滥平原带,湖滨带土地利用类型对水质有直接的影响。

研究结果表明,高锰酸盐在 100m 缓冲区内,与平水期 SHEI 呈显著正相关,丰水期 SHEI 呈显著负相关;

200m 缓冲区内,丰水期 LPI 和枯水期 SHEI 与高锰酸盐呈显著正相关,丰水期 SHEI 与高锰酸盐呈显著负相关;300m 缓冲区内,丰水期 LPI 和 AI 与高锰酸盐呈显著正相关,ED 与高锰酸盐呈显著负相关;500m 缓冲区内,丰水期 AI 与高锰酸盐呈显著正相关。

表 3 景观格局指数与水质浓度的相关性 ($n=12$)

Table 3 Correlation between landscape pattern index and water quality ($n=12$)

水质参数 Water parameter	缓冲区 Buffer/m	平水期 Average flow period	丰水期 High flow period	枯水期 Low flow period
高锰酸盐	100	SHEI 0.561*	SHEI −0.582*	
	200		LPI 0.648*, SHEI −0.545*	SHEI 0.532*
	300		LPI 0.608*, ED −0.505*, AI 0.531*	
	500		AI 0.545*	
TP	300			林地 0.771*
	400	SHEI 0.594*		林地 0.807**
	500			林地 0.771*
COD	100			AI 0.559*
	300		湿地 0.497*	
氨氮	100			ED 0.552*, AWMPFD 0.561*, AI −0.789**
	400			湿地−0.524*
	500			湿地−0.530*
	200			CONTAG 0.639*
	300			LPI 0.530*, SHEI −0.561*
TN	100	ED −0.562*, AWMPFD −0.644*, AI 0.760**		农地 0.498*
	200	CONTAG −0.630*, SHEI 0.515*		农地 0.614*
	300	LPI −0.581*, CONTAG −0.543*		
	400	林地−0.635*		

* 表示显著性 $P<0.05$,显著相关; ** 表示显著性 $P<0.01$,极显著相关

湖滨带缓冲区内农地面积较多,地表径流侵蚀较弱,TP 在长时间的径流运移过程中容易被土壤吸附、植被吸收利用[23],平水期、丰水期以及枯水期农业用地对 TP 的影响都不显著,本文只在 400m 缓冲区内,平水期 SHEI 与 TP 呈显著正相关,枯水期林地与 TP 呈显著正相关。

COD 与枯水期 100m 缓冲区内 AI 呈显著正相关关系,300m 缓冲区内,湿地在丰水期与 COD 呈显著正相关,其余各缓冲区的景观指数在平水期、丰水期以及枯水期对 COD 的影响都不大。

王鹏等[23]的研究在赣江流域发现氨氮与土地利用类型的相关性较弱,相对于 TP 和 COD,带正电荷的氨氮更容易被土壤颗粒和植被吸收,或在微生物作用下发生反硝化等作用,使氨氮与景观指数和土地利用类型的相关性较差[23]。在平水期和丰水期,湖滨带土地利用类型和景观指数与氨氮没有显著相关性。而在枯水期,ED、AWMPFD、CONTAG、LPI 等指标与氨氮显著正相关,AI、SHEI 以及湿地面积比例与氨氮显著负相关。

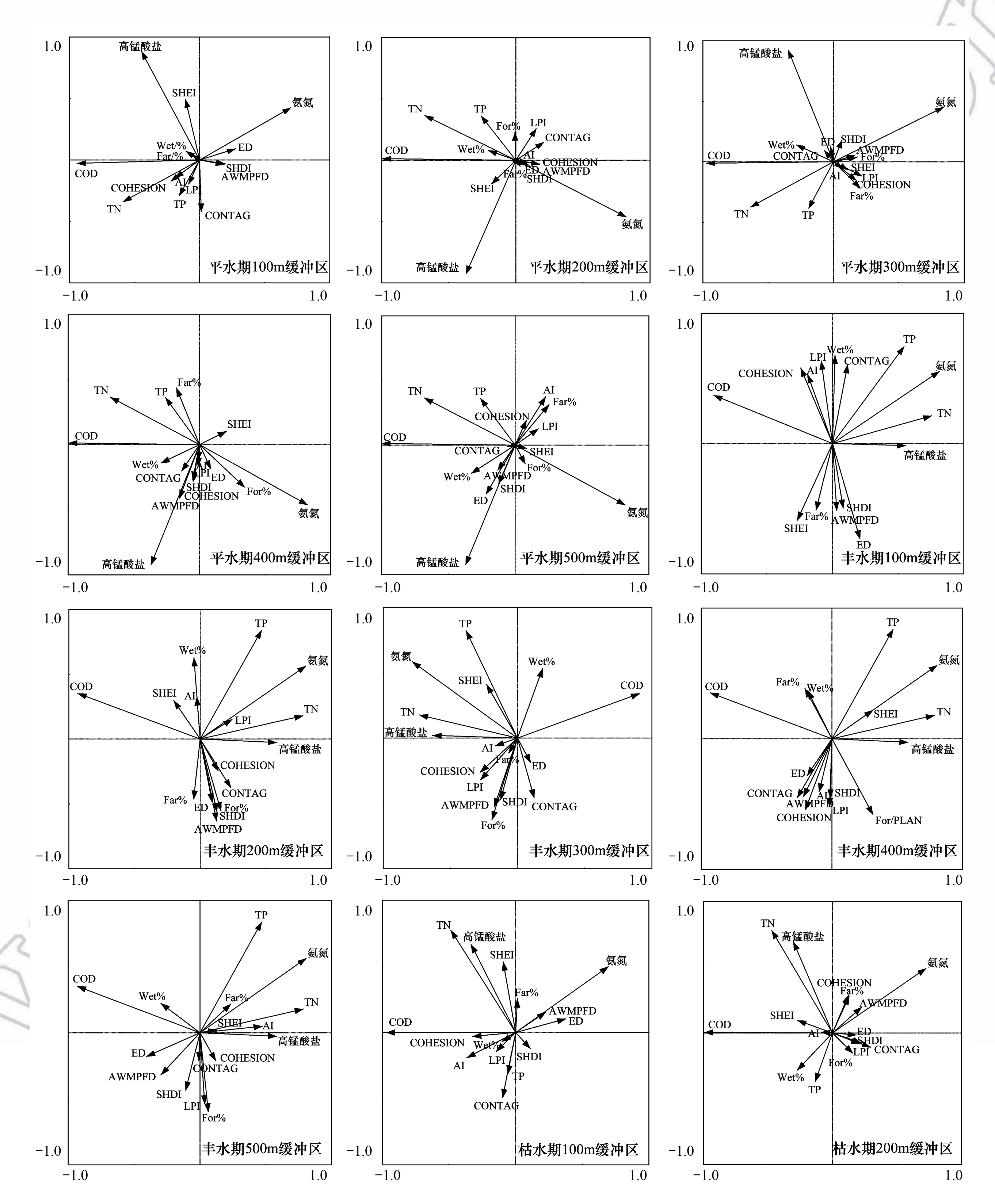
TN 只在平水期时与各缓冲区的景观指数具有相关性。平水期林地在 400m 缓冲区与 TN 呈显著负相关性,表明湖滨带林地对 TN 污染物有削减作用。枯水期农地在 100m 和 200m 缓冲区内与 TN 显著正相关。Chen[24] 在城郊和农村地区的研究结果表明,农业用地是影响氮磷的主要因子,其污染物主要来自农业地表径流,体现出农地对水质的污染。

3.2.3 水质参数与湖滨带景观格局指数的冗余分析

景观指数与水质参数冗余分析的排序图如图 3 所示。研究结果表明,湖滨带土地利用类型比例及景观水平上的 8 个景观指数与水质指标有着不同程度的相关性,可以揭示湖滨带景观格局演变对岩溶湿地水质的影响。

ED 反映了景观的破碎化程度,斑块的边缘主导着斑块之间的相互作用。100m 缓冲区内,平水期 ED 与

TN 呈显著负相关关系,与 TP 为负相关关系,枯水期 ED 与氨氮显著正相关;300m 缓冲区内,丰水期 ED 与高锰酸盐、TN、氨氮显著负相关。在缓冲区距离>300m 区域,随着缓冲距离的增加 ED 值逐渐降低,景观类型趋于复杂,对水质的影响逐渐加强。刘文竹在密云水库小流域的研究中得出 ED 值是一个重要的水质预测因子[25],在不同尺度均与水质指标相关,本文在距离湿地较远的区域,平水期和丰水期时景观类型对水质的影响比较明显。



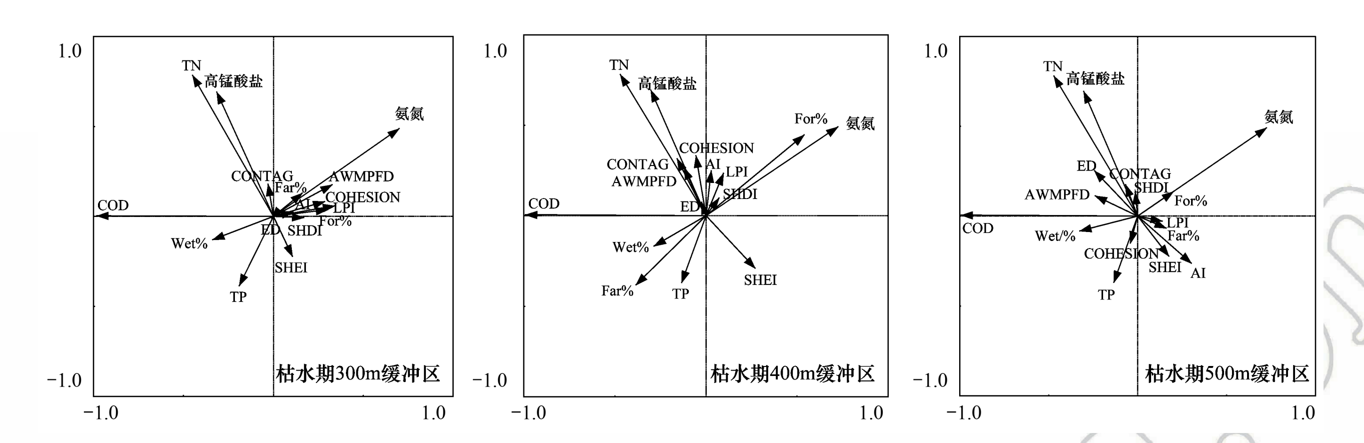


图 3 景观格局指数与水质浓度冗余分析排序图

Fig.3 Landscape pattern index and water quality concentration redundancy analysis

LPI: 最大斑块占景观面积比例 Largest Patch Index; ED: 边缘密度 Edge Density; AWMPFD: 面积加权的平均斑块分形指数 Area-weighted Mean Patch Fractal Dimension; CONTAG: 蔓延度指数 Contagion Index; SHEI: 香农均匀度指标 Shannon's Evenness Index; AI: 聚集度指数 Aggregation Index; SHDI: 香农多样性指标 Shannon's Diversity Index; COHESION: 斑块结合度 Patch Cohesion Index; PLAND: 斑块所占景观面积比例 Percent of Landscape; For%: 林地面积比例; Far%: 农地面积比例; Wet%: 湿地面积比例

AI 表征了景观斑块类型的聚集程度。随着缓冲距离的增加,AI 值逐渐减小,景观斑块的聚集性减小,湿地景观越离散,人类活动对水质的影响也越大。Liu Wenzhi 的研究结果表明,较低的 AI 值与良好的水质通常都有联系[26]。100m 缓冲区内,平水期 AI 与总氮显著正相关,枯水期 AI 与氨氮显著负相关;300m 缓冲区内,丰水期 AI 与高锰酸盐显著正相关。丰水期 AI 对景观格局指数和水质浓度的影响比平水期和和枯水期大,平水期和枯水期只在 100m 和 500m 缓冲区具有很好的相关性。

LPI 反映了缓冲区内优势景观类型。200m 缓冲区内,丰水期 LPI 与高锰酸盐显著正相关;300m 缓冲区内,平水期 LPI 与 TN 显著负相关,丰水期 LPI 与高锰酸盐、枯水期 LPI 与氨氮显著正相关。在缓冲距离≤300m区域与水质的关系较密切,主要原因是占优势的景观类型湿地和农地对水质的恶化作用显著。

CONTAG 描述的是景观中不同类型斑块的团聚程度,其值越大表明景观由少数团聚的大斑块组成,越小则为许多分散的小斑块组成[26],反映了景观的分离和散布程度。在缓冲区距离≤400m 范围内,CONTAG 值越高说明景观团聚程度越高,对水质的影响也随之增大;在 500m 距离的缓冲区内,农地和林地的连通性呈增加趋势,而 CONTAG 值对湿地水质的影响较弱,这与杨莎莎等人的研究结果一致[27],其认为在远距离的缓冲区内,CONTAG 值对河流水质的影响较小。而李艳丽在浑太河流域的研究中[28],用逐步回归分析得到 CONTAG 对水质的预测能力最强,在河岸带尺度上对水质的解释能力最好,且认为景观格局指数在岸边带尺度对水质的解释能力更强。另有研究表明 CONTAG 与水质有很好的关联[29-30],能很好地预测水质变化。

SHEI 反映的是景观类型分布的均衡性。在缓冲区距离≤200m 范围内,平水期和枯水期 SHEI 与高锰酸盐有正相关关系,丰水期为负相关,平水期和丰水期 SHEI 与 TP 负相关;400m 缓冲区内,平水期 SHEI 与 TP 有较强的正相关关系,与高锰酸盐为负相关,与 COD、氨氮、TN 相关性不大;枯水期 SHEI 与 TP 为正相关,与 TN、高锰酸盐负相关。

COHSION 表征了景观斑块的自然连通性[21]。平水期 COHSION 对水质参数的影响不大;丰水期和枯水期 COHSION 值随景观斑块的的自然连通性不断升高对水质的影响逐渐加深。

SHDI 反映的是景观要素的多少及各景观要素所占比例的变化情况[21],值越大景观多样性越丰富。研究结果表明,平水期和枯水期 SHDI 与水质参数相关性均较弱,丰水期与水质参数有较强的相关性,丰水期 SHEI 与 TN、TP、氨氮、COD 均有较强的负相关关系,与高锰酸盐的相关性较弱;在缓冲区距离≥300m 区域,景观多样性随着缓冲距离的增加景观异质性逐渐增加,景观类型趋于多样化,分布复杂。人类活动对土地利用类型的改变对湿地 TP、氨氮含量的影响较大。

AWMPFD 反映了人类活动对景观格局的影响程度。研究结果表明,平水期 AWMPFD 对 100m 缓冲区内的 TN 有较强的负相关关系,枯水期 AWMPFD 对 100m 缓冲区内的氨氮有较强的正相关关系。在缓冲距离≤300m 区域,丰水期 AWMPFD 与 COD、TP、氨氮有较强的负相关关系;在缓冲距离≥400m 区域,AWMPFD 与高锰酸盐、TP、氨氮、TN 有较强的负相关关系。斑块形状越复杂,污染物流出斑块的难度会越大,在斑块内部就进行了吸收转化等[14],因此 AWMPFD 与水质呈负相关,这与吉冬青的研究结果一致,另有研究表明 AWMPFD 与水质指数没有明显的相关性[31-32]。

农业用地面积比例(Far/%)平水期时在缓冲距离≤200m 区域与各水质参数相关性都不大,在缓冲距离≥300m 区域,与 TN、氨氮有较强的负相关关系;丰水期时在缓冲距离≤200m 区域,与 TN、氨氮、COD、高锰酸盐均为负相关关系,但与 COD、高锰酸盐有较弱的负相关性,在缓冲距离≥400m 区域,与 COD、氨氮有较强的正相关性,与 TN、高锰酸盐为负相关;枯水期时在缓冲距离≤300m 区域,与高锰酸盐、TN、氨氮呈正相关,这是因为在枯水期湖滨带经济作物主要是冬小麦、油菜、烤烟等,化肥农药施肥量会增加,导致含氮化肥的流失,使农业用地与 TN、氨氮呈正相关,与 COD 呈负相关,与 TP 有较弱的相关性;在缓冲距离≥400m 区域,与高锰酸盐、TN、氨氮呈负相关。曹芳芳等[33]的研究表明在丰水期受农田排水氨氮的耕地活动影响较大,使耕地与氨氮呈正相关,而本文只在缓冲距离≥400m 区域与氨氮有较强的正相关关系。

湿地面积比例(Wet/%)平水期时在各个缓冲区内,与 TN、COD 有正相关关系,与氨氮为负相关,与 TP、高锰酸盐的相关性较弱;丰水期时在各个缓冲区内,与氨氮、TN、TP、COD 均为正相关;枯水期时与 TP、COD 为正相关,与氨氮为负相关。普者黑湖泊湿地属岩溶地貌,土层较薄,湖滨带地表径流渗漏现象严重,加之湖泊洼地带多被开挖成鱼塘或用来种植莲藕等经济作物,而面积较大的泛滥平原带主要用来种植西瓜、玫瑰和葡萄等经济作物,可见岩溶湿地是 TP、TN、COD 和氨氮的重要污染来源。王鹏等[23]在赣江流域的研究显示丰水期水域与 TP、COD_{Mn}和氨氮呈正相关性,枯水期仍与 TP、COD_{Mn}正相关,王鹏研究的水域包括河渠、湖泊、水库坑塘、滩地,而本文的湿地则包括水库坑塘、湖泊、河流,因此本文的结果与王鹏等人的结果一致。

林地面积比例(For%)平水期在缓冲距离≤300m 区域与各水质参数相关性都不大,在缓冲距离≥400m 区域,与氨氮、高锰酸盐呈正相关,与 COD、TN、TP 呈负相关;丰水期在各缓冲区与高锰酸盐呈正相关,与 TN、氨氮、TP、COD 为负相关,反映了林地对各种污染物的“汇”作用,这与张亚娟等[34]的研究结果一致;枯水期与 COD、TN、高锰酸盐、TP 为负相关,与氨氮有较弱的正相关性,且随湖滨带缓冲区半径的减小正相关性增强,这与前人的研究结果一致[23,35]。林地对水质恶化在一定程度上有削减作用,林地冠层下土壤层具有涵养水源、保持水土流失、滞留部分水质污染物的作用[36],因此与 TP、COD 呈负相关,但林地的枯枝落叶层含有丰富的有机质,含氮营养成分多,所以与 TN、氨氮负相关。

综上可知,相关性分析和冗余分析的结果基本一致,但 Spearman 秩相关分析里 SHDI 与水质参数没有显著相关性,而在冗余分析中 SHDI 与水质的关联密切,这说明 SHDI 与水质的关联具有一定的不确定性,这与黄金良等[31]的研究结果一致。另外林地在相关性分析中枯水期时与 TP 呈显著正相关性,林地与水质的关联也具有不确定性,可能与林地的类型有关,本文的林地包涵疏林地和喀斯特孤峰较多,与其他研究中的林地(有林地、灌木林、疏林地、其他林地)不同。可见,枯水期时岩溶地貌的林地对污染水质的截留效应影响不大。

4　结论

(1)普者黑岩溶湖泊湿地湖滨带缓冲区尺度内,湿地和农地是两种主导的土地利用类型。2005—2011 年,随缓冲距离的增加,湿地和林地面积比例呈减少的趋势,农地和建设用地面积比例呈增加的趋势。湖滨带 100m 和 200m 缓冲区内土地利用类型较为单一,以湿地和农地为主,400m 和 500m 缓冲区土地利用类型较为丰富。

(2)枯水期水质与湖滨带土地利用类型和景观格局指数的影响大于丰水期。湖滨带景观格局在不同缓

冲区尺度对岩溶湖泊湿地的水质具有不同的效应。随缓冲距离的增加,ED、AI 值对湿地水质的影响逐渐减弱,CONTAG 值对湿地水质的影响较大,COHSION 值随景观斑块的的自然连通性不断升高对水质的影响也逐渐加深,SHEI 值与水质的相关性也显著,AWMPFD 与水质参数与水质有明显的负相关性,LPI 在缓冲距离≤300m 区域与水质的关系较密切。SHDI 对水质的影响较大,但秩相关分析里 SHDI 与水质参数没有显著相关性,因此 SHDI 对水质的影响尚不确定。

(3)岩溶湖泊湿地的农业用地在湖滨带 300m 缓冲区内和湖滨带 400m 缓冲区外与水质的关联性不同,与水质指标的关联性无法被合理的解释;林地在平水期和丰水期时与 TN、TP、COD 为负相关,在枯水期时与 TP、氨氮呈显著正相关,与岩溶地区的地形地貌有关联。湿地在平水期和枯水期时与氨氮呈显著负相关性,在丰水期与氨氮和 COD 呈显著正相关性,湿地面积比例在水质表征方面具有较好的潜力。

致谢:文山苗族壮族自治州环境监测站提供水质数据,特此致谢。

参考文献(References):

[1] Perleberg D, Radomski P, Woizeschke K, Perry P, Carlson A, Simon S. Minnesota's Sensitive Lakeshore Identification Manual: A Conservation Strategy for Minnesota's Lakeshores. Minnesota: Department of Natural Resources, 2012.

[2] 徐延达, 傅伯杰, 吕一河. 基于模型的景观格局与生态过程研究. 生态学报, 2010, 30(1): 212-220.

[3] 傅伯杰, 陈利顶, 王军, 孟庆华, 赵文武. 土地利用结构与生态过程. 第四纪研究, 2003, 23(3): 247-255.

[4] Xiao H G, Ji W. Relating landscape characteristics to non-point source pollution in mine waste-located watersheds using geospatial techniques. Journal of Environmental Management, 2007, 82(1): 111-119.

[5] 欧洋, 王晓燕, 耿润哲. 密云水库上游流域不同尺度景观特征对水质的影响. 环境科学学报, 2012, 32(5): 1219-1226.

[6] Xiao R, Wang G F, Zhang Q W, Zhang Z H. Multi-scale analysis of relationship between landscape pattern and urban river water quality in different seasons. Scientific Reports, 2016, 6: 25250.

[7] Shi P, Zhang Y, Li Z B, Li P, Xu G C. Influence of land use and land cover patterns on seasonal water quality at multi-spatial scales. CATENA, 2017, 151: 182-190.

[8] Jang G S, An K G. Physicochemical water quality characteristics in relation to land use pattern and point sources in the basin of the Dongjin River and the ecological health assessments using a fish multi-metric model. Journal of Ecology and Environment, 2016, 40: 6.

[9] Taylor S D, He Y, Hiscock K M. Modelling the impacts of agricultural management practices on river water quality in Eastern England. Journal of Environmental Management, 2016, 180: 147-163.

[10] Asadzadeh M, Leon L, McCrimmon C, Yang W H, Liu Y B, Wong I, Fong P, Bowen G. Watershed derived nutrients for Lake Ontario inflows: model calibration considering typical land operations in Southern Ontario. Journal of Great Lakes Research, 2015, 41(4): 1037-1051.

[11] Hashemi F, Olesen J E, Dalgaard T, Børgesen C D. Review of scenario analyses to reduce agricultural nitrogen and phosphorus loading to the aquatic environment. Science of the Total Environment, 2016, 573: 608-626.

[12] Li S Y, Gu S, Liu W Z, Han H Y, Zhang Q F. Water quality in relation to land use and land cover in the upper Han River Basin, China. CATENA, 2008, 75(2): 216-222.

[13] 刘丽娟, 李小玉, 何兴元. 流域尺度上的景观格局与河流水质关系研究进展. 生态学报, 2011, 31(19): 5460-5465.

[14] 吉冬青, 文雅, 魏建兵, 吴志峰, 刘庆, 程炯. 流溪河流域景观空间特征与河流水质的关联分析. 生态学报, 2015, 35(2): 246-253.

[15] 赵鹏, 夏北成, 秦建桥, 赵华荣. 流域景观格局与河流水质的多变量相关分析. 生态学报, 2012, 32(8): 2331-2341.

[16] 吕志强, 庆旭瑶, 任玉芬, 王效科, 庞容. 山地城市河流土地利用结构对水质的影响——以重庆市为例. 湖泊科学, 2016, 28(2): 319-327.

[17] 郝敬锋, 刘红玉, 胡和兵, 安静, 张小红. 南京市湿地水质对城市化影响强度的响应研究. 环境科学, 2012, 33(7): 2259-2264.

[18] 陈永林, 孙永光, 谢炳庚, 康婧, 李晓青. 红树林湿地景观格局与近海海域水质的相关分析——以广西北海地区为例. 海洋环境科学, 2016, 35(1): 7-12.

[19] 王妍, 刘云根, 梁启斌, 侯磊. 1977—2014 年枯水期普者黑湖面积的变化. 湿地科学, 2016, 14(4): 471-476.

[20] 国家环境保护总局水和废水监测分析方法编委会. 水和废水监测分析方法(第四版). 北京: 中国环境出版社, 2002.

[21] 邬建国. 景观生态学: 格局、过程、尺度与等级(第二版). 北京: 高等教育出版社, 2007: 96-119.

[22] Bu H M, Meng W, Zhang Y, Wan J. Relationships between land use patterns and water quality in the Taizi River basin, China. Ecological

Indicators, 2014, 41: 187-197.

[23] 王鹏, 齐述华, 陈波. 赣江流域土地利用方式对河流水质的影响. 生态学报, 2015, 35(13): 4326-4337.

[24] Chen Q, Mei K, Dahlgren R A, Wang T, Gong J, Zhang M H. Impacts of land use and population density on seasonal surface water quality using a modified geographically weighted regression. Science of the Total Environment, 2016, 572: 450-466.

[25] 刘文竹, 王晓燕, 欧洋. 密云水库小流域不同尺度景观格局与水质的相关性分析. 首都师范大学学报: 自然科学版, 2013, 34(6): 70-75.

[26] Liu W Z, Zhang Q F, Liu G H. Influences of watershed landscape composition and configuration on lake-water quality in the Yangtze River Basin of China. Hydrological Processes, 2012, 26(4): 570-578.

[27] 杨莎莎, 汤萃文, 刘丽娟, 李小玉, 叶寅. 流域尺度上河流水质与土地利用的关系. 应用生态学报, 2013, 24(7): 1953-1961.

[28] 李艳利, 徐宗学, 李艳粉. 浑太河流域多尺度土地利用/景观格局与水质响应关系初步分析. 地球与环境, 2012, 40(4): 573-583.

[29] Richards C, Johnson L B, Host G E. Landscape-scale influences on stream habitats and biota. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 1996, 53(S1): 295-311.

[30] Uuemaa E, Roosaare J, Mander Ü. Landscape metrics as indicators of river water quality at catchment scale. Nordic Hydrology, 2007, 38(2): 125-138.

[31] 黄金良, 李青生, 洪华生, 林杰, 曲盟超. 九龙江流域土地利用/景观格局-水质的初步关联分析. 环境科学, 2011, 32(1): 64-72.

[32] 张大伟, 李杨帆, 孙翔, 张方山, 朱红兴, 刘毅, 张英, 庄敏, 朱晓东. 入太湖河流武进港的区域景观格局与河流水质相关性分析. 环境科学, 2010, 31(8): 1775-1783.

[33] 曹芳芳, 李雪, 王东, 赵越, 王玉秋. 新安江流域土地利用结构对水质的影响. 环境科学, 2013, 34(7): 2582-2587.

[34] 张亚娟, 李崇巍, 胡蓓蓓, 谢慧君, 宋爱云. 城镇化流域"源-汇"景观格局对河流氮磷空间分异的影响——以天津于桥水库流域为例. 生态学报, 2017, 37(7): 2437-2446.

[35] 李博炎, 张饮江, 彭群洲, 宋盈颖, 张雨婷, 方淑波. 土地利用/覆被变化对太湖贡湖湾水质影响的研究. 上海海洋大学学报, 2017, 26(2): 243-250.

[36] 杨娅楠, 王金亮, 陈光杰, 刁晓环, 王成. 抚仙湖流域土地利用格局与水质变化关系. 国土资源遥感, 2016, 28(1): 159-165.